Progress Notes

84- 3174 /

Environment Canada Environnement Canada

0022722F DEST PVM EXCH COPY 03
SK 471 C3371
VOL ISS 129
CANADIAN WILDLIFE SERVICE. PROGRESS NOTES

Disponible également en français

No. 129, July 1982

Population, reproductive success, and analysis of contaminants in Razorbills (*Alca torda*) in the estuary and Gulf of St. Lawrence, Quebec

by Gilles Chapdelaine[1] and Pierre Laporte[1]

Introduction

The seabird survey program in the sanctuaries on the North Shore of the Gulf of St Lawrence has enabled us to follow the fluctuations in population of several species from 1925 to 1977 (Chapdelaine 1980). *Alcidae* and *Laridae* are the principal families surveyed, representing 56% and 37% respectively of the total. Among the *Alcidae*, Razorbills (*Alca torda*) and Puffins (*Fratercula arctica*) in particular have decreased in numbers since 1965. In this project, we dealt with Razorbills because of their large numbers in the estuary and Gulf of St Lawrence. Bédard (1969) estimated the Razorbill population of Canada to be 42 200, with 50% occurring in the estuary and gulf. More recently, Nettleship (1977) estimated this population at 38 130 birds. On the basis of this revised figure and the most recent data (Table 1), the number of Razorbills in the estuary and gulf would represent no more than 18% of the total in the western Atlantic.

The purpose of this project is to update the information on the distribution and abundance of Razorbills in the estuary and Gulf of St Lawrence and to present some biological parameters on reproduction and the presence of contaminants in eggs. This approach will help to orient more specific studies, which could lead to identification of the reasons for the decline in the Razorbill population in the gulf.

Method

Distribution and abundance

Since the appearance of the Atlas of eastern Canadian seabirds (Brown *et al.* 1975), 8 colonies have been added to the list and 15 out of 17 colonies have been surveyed (Fig. 1, Table 1). Survey methods have varied according to the type of habitat and time available for counting. The various survey methods used were: (1) systematic counting of eggs and nests (the most accurate method); (2) selection of "monitored" colonies where the number of nests (Np) and the number of adults (Ni) are determined (the factor of K = Np/Ni enables us to estimate the number of couples in the colonies where we have observed only the number of adults present: the conversion-factor method); (3) counting of individuals (the least accurate method). Because of variations in the application of survey methods, their relative effectiveness (Lloyd 1975, Nettleship 1976, Cairns 1979) and the various people doing the counting, the survey of the Razorbill population in the estuary and Gulf of St Lawrence must be considered as approximate rather than definitive.

Biology of reproduction

During the 1978 breeding season, we estimated the hatching and fledging success as well as the net productivity of Razorbills in the gulf by selecting 80 nests on the Sainte-Marie Islands (50°19′N, 59°39′W) and 27 on the Boat Islands (50°17′N, 59°43′W). For logistical reasons, we could calculate no more than the hatching success of 48 nests in the estuary colonies, that is, on the Pèlerins Islands (47°43′N, 69°45′W).

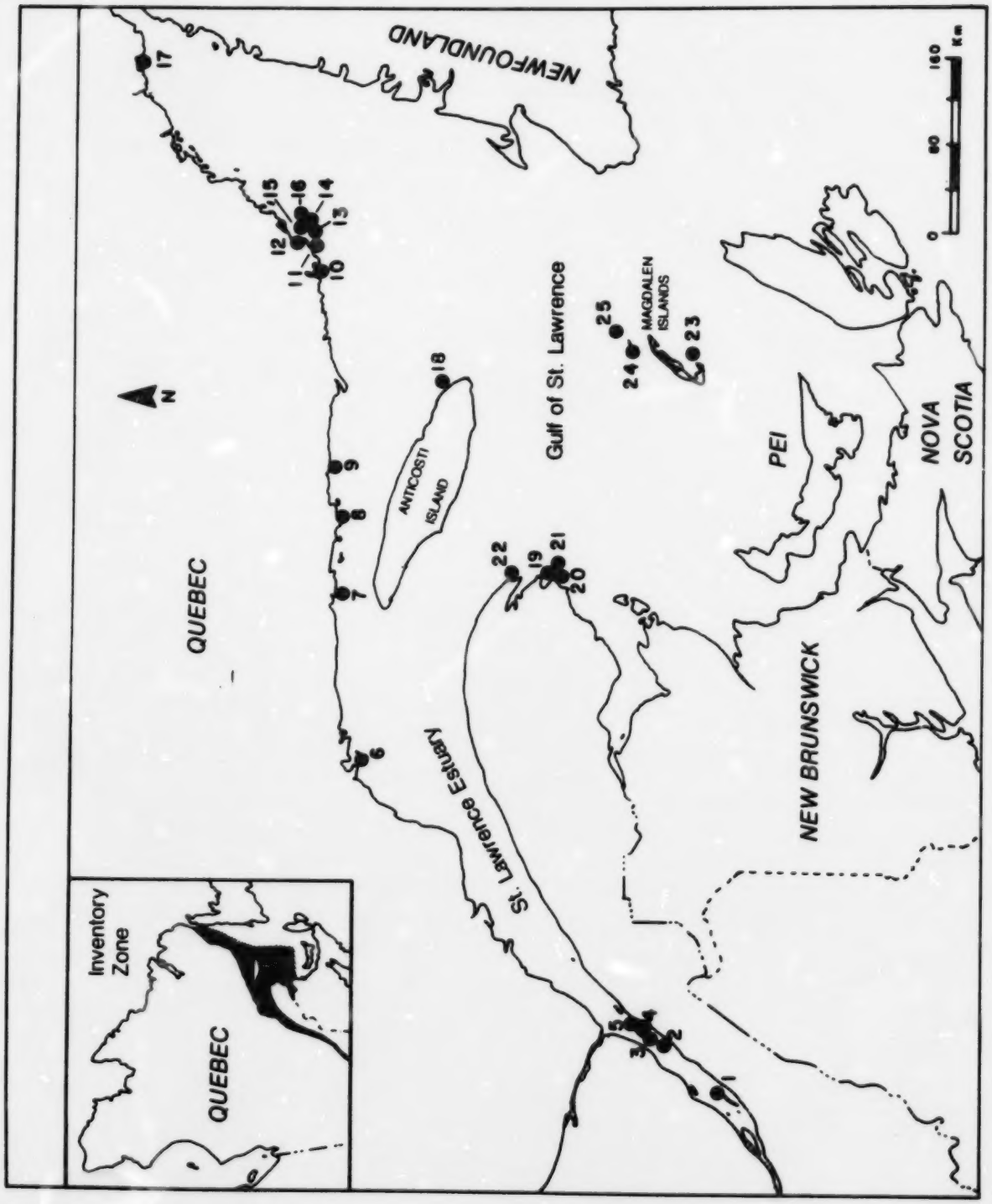
We identified each nest by a number written on the adjacent rock face. The nests located on the islands of the Lower North Shore were inspected three times during the breeding season, on 16 June, 13 July, and 24 July. In the estuary, the breeding season being almost 15 days ahead of the season on the North Shore, we made our visits on 29 May, 12 June, and 10 July. On each visit we recorded the status of the nest, that is, the absence or presence of an egg or chick.

Hatching success was calculated by determining the relationship between the number of nests containing a chick and the number of nests that had received an egg. This is a minimum estimate since, if the nest still had an egg at the third visit, it was considered unhatched although it could have been hatched later. Over a 2-year observation period, Bédard (1969) reported 30 July and 9 August as the latest hatching dates, with an incubation period varying from 36 to 39 days. The interval between our first and third visits was 38 days. The eggs that disappeared between the second and third visits were considered unhatched, but they could have been hatched and the chicks taken by predators. Consequently, we consider the hatching success presented here to be a minimum.

We estimated fledging success by determining the relationship between the number of nests containing a chick aged 12 days or older on the third visit and the number of nests containing a chick on the second visit. The complement of this value, the mortality rate, was applied to chicks less than 12 days old seen on the third visit. This mortality should be considered a maximum or probably overestimated value, since the chicks that were presumed dead or lost to predators may have

[1]CWS, Ste-Foy, Quebec G1V 4H5.

Figure 1
Distribution of Razorbill (*Alca torda*) colonies in the estuary and Gulf of St Lawrence



taken to the sea between the second and third visits, considering that the eggs were laid before 16 June. Bédard (1969) placed the laying period between 27 May and 30 June, and 18 days as the period before the young took to the sea.

We assessed net productivity by establishing the relationship between the number of fledglings and the number of nests that received an egg. We consider the estimate of the various parameters on reproduction presented here to be very conservative.

Analysis of contaminants

We gathered fresh and addled eggs on the Pèlerins Islands on 29 May. In the Sainte-Marie Islands archipelago, we gathered fresh eggs on 8 June and addled eggs on 24 July. Addled eggs are defined as those that have remained in place for more than 40 days and whose contents are rotten. The Ontario Research Foundation carried out analyses for residues of organochlorine compounds (Reynolds and Cooper 1975).

Results

Population distribution, abundance, and fluctuation

Figure 1 and Table 1 summarize the distribution and abundance of Razorbills in the St Lawrence system. We found 20% of the colonies in the estuary part and 80% in the gulf. The total population is estimated at 6740 individuals. Brown *et al.* (1975) put it at 7826 individuals. However, that revision is incomplete since it leaves out six colonies that are still active and contain 1860 individuals, which would raise the 1975 estimate to 9686. In a more exhaustive review, Bédard (1969) put the same population at 20 800 individuals. By comparing our estimate with Bédard's, there would be a 67% decrease. However, we should be careful in interpreting a decrease of this size in view of the inaccuracy of the counting methods for *Alcidae* (Lloyd 1975, Cramp *et al.* 1974, Cairns 1979) and the fact that all the colonies were not counted in the same year.

The largest concentration of Razorbills occurs on the Lower North Shore of the Gulf of St Lawrence. It is also in this area that the best data on fluctuations in seabird populations were gathered. Figure 2 shows the fluctuations in three sanctuaries on the Lower North Shore.

We note that the decrease first showed up on the Sainte-Marie Islands (1960–65) and then in the Betchouane and Baie des Loups sanctuaries (1965–72). Since these decreases took place, the population has continued to decline. We cannot document the fluctuations in populations elsewhere in the gulf and estuary for lack of earlier data.

Biology of reproduction

The figures for productivity of Razorbills in the sample colonies on the Sainte-Marie, Boat, and Pèlerins islands appear in Table 2. Since there were no significant differences between the hatching success, fledging success, and net productivity for the two islands on the Lower North Shore, we combined the data for those two locations. We estimate the hatching success at 70%, fledging success at 87%, and net productivity at 61%. For the colonies in the St Lawrence estuary, we estimate the hatching success at 69%, but did not measure fledging success and net productivity because our third visit was poorly timed in relation to the phenology of Razorbill reproduction in the estuary. In comparing parameters with the figures obtained in various places in the Razorbill distribution area in the north Atlantic subarctic zone (Table 3), we found in all cases that mortality was higher at the egg stage than at the chick stage.
chick stage.

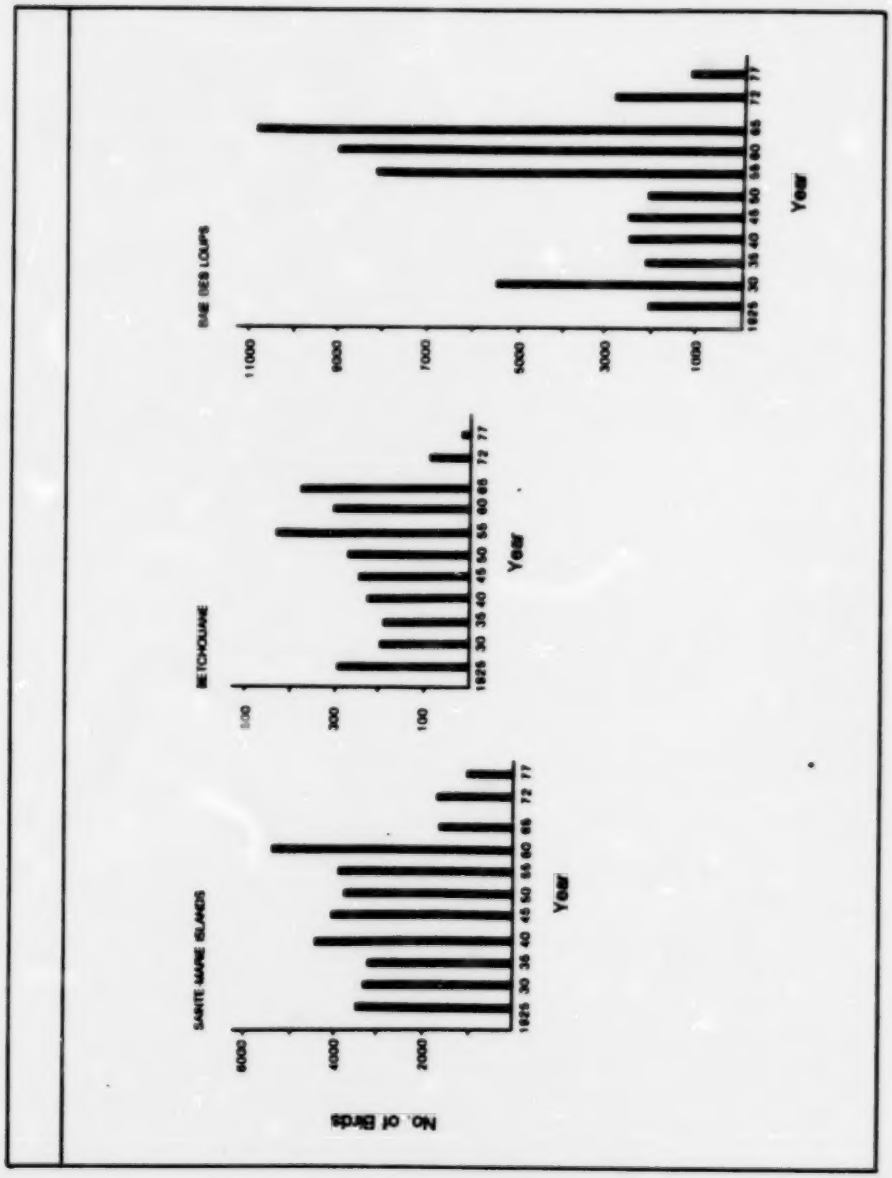
The results of analysis of organochlorine concentrations in the eggs appear in Table 4. In the case of the Sainte-Marie Islands archipelago, there appears to be no significant difference in concentrations between fresh and addled eggs (Wilcoxon test $P > 0.05$). In the estuary, the smallness of the sample and the condition of the addled eggs prevented any comparison; those addled eggs probably remained from the preceding breeding season (1977), unlike the ones gathered in the gulf.

According to residues found in the fresh eggs, it seemed that the concentrations of ΣDDT, α-chlordane, oxychlordane, and PCB would be higher in the estuary (Wilcoxon test $P \leq 0.05$). On the other hand, there was no significant difference between the levels for 1978 and 1972 reported by Pearce *et al.* 1979 (Wilcoxon test $P > 0.05$) (Table 5). The concentrations of ΣDDT and PCB found in the eggs in Quebec were much lower than those of the Baltic Sea in Sweden (Andersson *et al.* 1974). In addition, the PCB/ΣDDT ratio was close to 1 in Sweden, whereas it was nearly 4.8 in Canada. The thickness of the shell at the circumference of fresh and addled eggs was 0.477 mm ($n = 19$, $Sx = 0.006$) on the Sainte-Marie Islands and 0.473 mm ($n = 6$, $Sx = 0.016$) on the Pèlerins Islands. Like Andersson *et al.* (1974) and Pearce *et al.* (1979), we could not show any existing correlation between the thickness of the shell and the concentration of ΣDDT or DDE residues (ΣDDT: $r = 0.04$; DDE: $r = 0.25$, $n = 16$, $P > 0.05$).

Discussion

Chapdelaine (1980) gave three possible causes for the decrease in Razorbill populations on the Lower North Shore: (1) poaching and human disturbance, (2) water pollution from oil in wintering areas, and (3) the presence of toxic chemical products (PCB, ΣDDT) in appreciable quantities in Razorbill eggs, thus affecting

Figure 2
Fluctuation in the number of Razorbills in three representative colonies on the North Shore of the Gulf of St Lawrence



their productivity. Without being able to determine to what extent each of these factors helps to determine the decrease in Razorbills, the results of analyses of contaminants lead us to rule out the hypothesis that chemical products (PCB, ΣDDT) affected net productivity.

The lack of success with eggs on the Sainte-Marie Islands was not the result of the concentration of organochlorine residues. Furthermore, the thinning of shells related to DDE content, often associated with a decrease in productivity, was not evident among the Razorbills. The lower concentrations found in the gulf could only be a reflection of an overall dilution of concentrations in the marine ecosystem. This difference was not a factor in the hatching success of eggs since no difference appeared between the gulf and the estuary for this parameter. Although the amount of PCB and DDT (Table 4) seems high in fresh eggs on the North Shore, the figures for hatching success, fledging success, and net productivity are comparable, and even higher than those observed in Europe (Table 3), particularly in Sweden where the concentrations of organochlorine residues are much higher.

There is no information on the annual mortality of young birds (≤ 5 years) and adults (>5 years). For the populations on the Lower North Shore of the St Lawrence, these basic data could enable us to determine whether the recruitment of young birds is sufficient to compensate for the annual mortality of adults. Lloyd (1977) has previously presented a survival table for the Razorbill population of Skokholm, England. The author estimates that 18% of the young birds produced annually reach the age of reproduction (5 years) and that between 8 and 10% of the adults die annually. If we apply these parameters to our results on net productivity, we note that the recruitment of young birds would not be enough to maintain the population on the Sainte-Marie Islands. Only 11 young birds per 100 couples (18% of 61) would reach the age of reproduction, whereas 16 to 20 adults (8 to 10% of 100 couples) would die. Application of these same parameters to all productivity figures in Table 3 shows that no colony could produce enough young to increase their numbers. However, Lloyd (1977) acknowledged that the parameters obtained on adult mortality could be distorted when he said:

> One of the main years for which adult survival was calculated was unusual in that the breeding season was late and there was some indication of higher than usual mortality among the adults before the breeding season.

Nevertheless, the loss of birds outside the nesting areas (on migratory routes and wintering grounds) does not need to be large to result in a decreased or unchanged colony.

The possibility that hunters on the North Shore confuse Razorbills with other wildfowl must be taken into consideration. Among the seizures of poached birds on the North Shore are many *Alcidae* (Common Murres, Razorbills, Black Guillemots). However, the lack of a banding program for *Alcidae* keeps us from knowing whether the poached birds are from the colonies of the Lower North Shore of the Gulf of St Lawrence or from those of the Labrador coast.

Conclusion

Lloyd (1976) estimated the world population of Razorbills at 208 000 couples. Of this number, only 10% nest in North America. The colonies of the estuary and Gulf of St Lawrence play an important part in the North American context. Estimates show that in 1963 these colonies represented more than 50% of the birds in the western Atlantic, whereas today they represent only 18%. Because of inaccuracies and the lack of standard survey methods, this decrease is perhaps not as large as it appears, but is still a real decrease. What does this recent decline in Razorbills mean for the future? Is the species in danger of disappearing from the North Shore? Can it regain its earlier numbers? With the scanty biological data that we have on Razorbill populations, we cannot venture to answer these questions.

In the years ahead we should improve our survey methods and co-ordinate the related surveys of Razorbill populations in the estuary and Gulf of St Lawrence. Young chicks and adults should be banded to gain a better understanding of migration routes and wintering grounds. We can also hope to obtain data from the beached bird surveys, which are not as popular in North America as in Europe, although some progress in this field has been made on the New England coast (Manomet Bird Observatory) and in the Great Lakes region (Long Point Bird Observatory).

References

Andersson, A.; Odsjö, T.; Olsson, M. 1974. Häckningsresultat hos tordmule i Stockholms Skärgård i relation till äggskalstjocklek och halter av DTT, PCB och kvicksilver i ägg. (Breeding success of Razorbills in the Archipelago of Stockholm in relation to eggshell thickness and levels of DDT, PCB, and mercury in eggs). Statens Naturvårdsverk. PM 483. 30 pp.

Bagg, A.M.; Emery, R.P. 1961. Regional reports. North-eastern Maritime Region. Audubon Field Notes 15(5):451.

Bédard, J, 1969, Histoire naturelle du Gode (*Alca torda*) dans le golfe Saint-Laurent, province de Québec, Canada, (Natural history of Razorbills (*Alca torda*) in the Gulf of St. Lawrence, Province of Quebec, Canada). Can. Wild. Serv. Rep. Ser. No. 7. 79 pp.

Braund, F.W.; McCullagh, E.P. 1940. The birds of Anticosti Island, Quebec. Wilson Bull. 52(2):96–123.

Brown, R.G.B.; Nettleship, D.N.; Germain, P.; Tull, C.E.; Davis, T. 1975. Altas of eastern Canadian seabirds. Can. Wildl. Serv. Ottawa. 220 pp.

Brun, E. 1958. Notes on the fledging period of the Razorbill. Stockholm Bird Obs. Rep. 1958:23–26.

Cairns, D. 1979. Censusing hole-nesting auks by visual counts. Bird-banding 50(4):358–364.

Chapdelaine, G, 1980, Onzième inventaire et analyse des populations d'oiseaux marins dans les refuges de la Côte Nord du Golfe Saint-Laurent. (Eleventh census and analysis of seabird populations in the migratory bird sanctuaries of the North Shore of the Gulf of St. Lawrence) Can. Field-Nat. 94(1):34–42.

Cramp, S.; Bourne, W.R.P.; Saunders, D. 1974. The seabirds of Britain and Ireland. London.

Lloyd, C. 1975. Timing and frequency of census counts of cliff-nesting auks. Br. Birds 68:507–513.

Lloyd, C.S. 1976. An estimate of the world breeding population of the Razorbill. Br. Birds 69:298-304.

Lloyd, C.S. 1977. Survival and age at first breeding in the Razorbill (*Alca torda*). Bird-banding 48(3):239–252.

Lloyd, C.S. 1979. Factors affecting breeding of Razorbills (*Alca torda*) on Skokholm. Ibis 121:165–176.

Nettleship, D.N. 1976. Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada. Can. Wild. Serv. Occ. Pap. No. 25. 31 pp.

Nettleship, D.N. 1977. Seabird resources of eastern Canada: Status, problems, and prospects. Pages 96-108 *in* T.Mosquin and C. Suchal, eds. Proceedings of the symposium on Canada's threatened species and habitats, Ottawa, 1976. Can. Nat. Fed. Spec. Publ. No. 6.

Paludan, K. 1947. Alken. Copenhagen. Munksgaard.

Pearce, P.A.; Peakall, D.B.; Reynolds, L.M. 1979. Shell thinning and residues of organochlorines and mercury in seabird eggs, eastern Canada, 1970–76. Pestic. Monit. J. 13(2):61-68.

Plumb, W.J. 1965. Observations on the breeding biology of the Razorbill. Br. Birds 58:449–456.

Reynolds, L.M.; Cooper, T. 1975. Pages 196-205 *in* Analysis of organochlorine residues in fish, water quality parameters. Am. Soc. Test. Mat. STP. 573.

Table 1
Distribution and number of Razorbills (*Alca torda*) in the estuary and Gulf of St Lawrence

Location of colony*	Position	Census year	No. of couples(c) or individuals(i)	Census method†	Source and observers‡
Estuary					
Îlot du Pilier Nord (1)	47°12′N, 70°21′W	1979	3c	SCE	JD, RA, 1979 (CWS)
Grande Île (Kamouraska) (2)	47°37′N, 69°52′W	1979	1c	SCE	MC, 1974 (CWS)
Île Long Pèlerin (3)	47°43′N, 69°45′W	1978	321c	CF, SCE	GC, GT, PL, ML, 1978 (CWS)
Île Gros Pèlerin (4)	47°45′N, 69°42′W	1978	107c	CF, SCE	GC, GT, PL, ML, 1978 (CWS)
Îles du Pot-à-l'eau-de-vie (5)	47°52′N, 69°41′W	1976	57c	SCE	DC, 1977
Gulf					
Île Corossol (6)	50°05′N, 66°23′W	1977	40c	CF, SCE	Chapdelaine, 1980 (CWS)
Île de la Maison (7)	50°12′N, 64°12′W	1978	1c	SCE	GC, AB, GT, 1978, 1981
Île du Sanctuaire (Betchouane) (8)	50°12′N, 63°13′W	1978	3c	SCE	GC, AB, GT, 1978, 1981
Refuge de Watshishu (9)	50°16′N, 62°38′W	1977	4c	SCE, CI	Chapdelaine, 1980 (CWS)
Baie des Loups (10)	50°10′N, 60°17′W	1977	595c	SCE, CF	Chapdelaine, 1980 (CWS)
Île Ouapitagone (11)		1977	5i	CI	GC, GT, PD, 1977 (CWS)
Îles Innommées (12)		1976	1200i	CI	GC, JR, 1976 (CWS)
Îles Mariannes (13)		1976	44c	CF, SCE	GC, JR, 1977 (CWS)
Îles aux Perroquets (Boat Islands) (14)	50°17′N, 59°43′W	1977	268c	SCE	DC, 1977
Îles Galibois (15)	50°17′N, 59°47′W	1977	4c	SCE, CF	GC, JR, 1977 (CWS)
Îles Ste-Marie (16)	50°19′N, 59°39′W	1977	596c	SCE	GC, JR, 1977, 1980 (CWS)
Île aux Perroquets (17)	51°26′N, 57°15′W	1977	226c	CF	Chapdelaine, 1980 (CWS)
Île d'Anticosti (18)	49°20′N, 61°40′W	1940	--	?	Braund and McCullagh, 1940
Les Trois Sœurs (19)	48°32′N, 64°13′W	1979	2i	CI	GC, GT, 1979 (CWS)
Rocher Percé (20)	48°30′N, 64°12′W	1979	3i	CI	GC, GT, 1979 (CWS)
Île Bonaventure (21)	48°29′N, 64°07′W	1979	307c	SCE, CF	GC, GT, AB, 1979 (CWS)
Forillon (cap Bon Ami) (22)	48°57′N, 64°12′W	1979	14i	CI	GC, GT, 1979 (CWS)
Île d'Entrée (23)		1977	15i	CI	JB, 1977 (CREM)
Île Brion (24)	47°48′N, 61°29′W	1977	54i	CI	JB, 1977 (CREM)
Rocher aux Oiseaux (25)	47°51′N, 61°12′W	1961	300i	CI	Bagg, A.M.; Emery, R.P., 1961

* The numbers in parentheses correspond to nesting areas shown on the distribution map (Fig. 1).

† SCE = systematic counting of eggs or nests;
CI = counting of individuals;
CF = conversion factor (see Nettleship 1976: 19-20).

‡ RA: Rhéal Angers; AB: André Bourget, JB: Jean Burton; DC: David Cairns; GC: Gilles Chapdelaine; MC: Michel Cantin; JD: Jean Deshaies; PD: Pierre Dupuis; PL: Pierre Laporte; ML: Mario Laverdière; JR: Jacques Rosa; GT: Germain Tremblay.
Agencies involved: Canadian Wildlife Service (CWS); Centre de recherche écologique de Montréal (CREM).

Table 2
Comparison of hatching success, fledging success, and net productivity of Razorbills (*Alca torda*) in the Sainte-Marie, Boat, and Pèlerins islands, 1978

Colonies	Eggs laid	Hatching success	Fledging success	Net productivity
Ste-Marie	53	68%* (36)§	92%† (33)	62%‡ (33)
Boat	27	74%* (20)	100%† (20)	74%‡ (20)
Total	80	70% (56)	87% (49)#	61% (49)
Pèlerins	48	69% (33)	—	—

* $P > 0.50$; $X^2 = 0.32$; $df = 1$.
† $P > 0.25$; $X^2 = 0.65$; $df = 1$.
‡ $P > 0.25$; $X^2 = 1.12$; $df = 1$.
§ The figures in parentheses show the number of chicks.
# Correction based on an estimate of 13% mortality among chicks in the nest.

Table 3
Productivity of Razorbills (*Alca torda*) measured by different authors in various parts of the distribution area

Region	Study year	No. eggs	Hatching success (%)	Fledging success (%)	Net prod. (%)	Source
Canada	1962, 1963	96	76	88	67	Bédard (1969)
Canada	1978	80	70	87	61	This study
England	1958	31	65	95	61	Brun (1958)
England	1964	86	69	78	53	Plumb (1965)
England	1971, 1972 1973	735	71	94	67	Lloyd (1979)
Denmark	1946	15	53	87	46	Paludan (1947)
Sweden	1971, 1972	446	77	82	63	Andersson *et al.* (1974)

Table 4
Concentration of organochlorine residues in Razorbill (*Alca torda*) eggs taken from the Pèlerins Islands and the Sainte-Marie Islands, 1978. Concentration expressed in ppm on the basis of fresh weight (median, variance between parentheses)

Sampling date and location	N	% lipids	% H_2O	ΣDDT*	Dieldrin	Heptachlor epoxy	α-Chlordane	Oxy-chlordane	Benzene hexachloride	PCB (Aroclor 1260)
Estuary										
Pèlerins Islands archipelago										
— fresh eggs (29 May)	3	8.7 (8.3–9.8)	72.5 (72.2–73.8)	3.49 (3.05–3.55)	0.23 (0.16–0.25)	0.08 (0.07–0.09)	0.38 (0.33–0.52)	0.15 (0.14–0.16)	0.19 (0.19–0.24)	24.7 (23.2–28.3)
— addled eggs (29 May)	3	10.6 (7.9–10.6)	48.2 (36.2–56.0)	9.45 (8.28–47.15)	0.47 (0.40–0.94)	0.21 (0.15–0.27)	0.60 (0.46–1.18)	0.41 (0.37–0.69)	0.64 (0.54–0.73)	75.4 (63.1–132.0)
Gulf										
Ste-Marie Islands archipelago									0.20	10.9
— fresh eggs (16 June)	5	11.2 10.7–11.5)	71.3 (64.0–73.5)	1.95 (1.80–2.34)	0.19 (0.10–0.21)	0.07 (0.05–0.08)	0.14 (0.12–0.20)	0.10 (0.08–0.14)	(0.16–0.23) 0.22	(7.70–11.9) 16.6
— addled eggs (24 July)	5	12.8 (11.5–14.1)	68.0 (62.5–69.5)	3.27 (1.74–6.82)	0.17 (0.14–0.22)	0.08 (0.07–0.10)	0.23 (0.08–0.27)	0.12 (0.09–0.18)	(0.19–0.31)	(8.4–26.1)

*DDE + p,p'DDT + p,p'DDD

Table 5
Residues of organochlorine compounds in Razorbill (*Alca torda*) eggs expressed in parts per million (ppm) on the basis of fresh weight

Location	Year	Sample size	% Lipids†	% H_2O†	ΣDDT DDE + p,p′DDT + p,p′DDD	Dieldrin	PCB§	References
Canada								
Estuary								
Îles Pèlerins	1978	3	8.9 (± 1.9)	72.8 (± 2.1)	3.36 (2.73–4.13)‡	0.21 (0.12–0.38)‡	25.3 (19.7–32.6)‡	Current study
Gulf								
Île Corossol#	1972	5	14.4 (+ 1.5)	71.4 (± 0.9)	4.55 (1.88–11.03)‡	0.15 (0.06–0.38)‡	21.7 (13.0–36.0)‡	Pearce *et al.* 1979
Île Brion#	1973	3	12.5 (± 4.8)	72.0 (± 5.4)	2.69 (1.72–4.20)‡	0.12 (0.07–0.21)‡	8.37 (4.77–14.7)‡	Pearce *et al.* 1979
Îles Ste-Marie#	1972	5	17.2 (± 2.7)	72.4 (± 1.1)	2.69 (1.81–3.99)‡	0.10 (0.07–0.16)‡	9.34 (6.30–13.9)‡	Pearce *et al.* 1979
Îles Ste-Marie	1978	5	11.2 (± 0.4)	70.2 (± 4.5)	2.01 (1.74–2.31)‡	0.16 (0.11–0.23)‡	10.3 (8.31–12.7)‡	Current study
Sweden								
Stora Karlsö	1970	3	13.7*	—	96	—	98	Andersson *et al.* 1974
Stockholm	1970	5	12.0*	—	71	—	70	Andersson *et al.* 1974
Stockholm	1971	10	10.0*	—	160	—	120	Andersson *et al.* 1974
Stockholm	1972	10	13.2*	—	94	—	83	Andersson *et al.* 1974

* Percentage calculated from the report of ΣDDT residues given on the basis of fresh weight and weight of lipids.
† Arithmetic mean (95% confidence interval).
‡ Geometric mean (95% confidence interval).
§ Concentrations of PCB are reported on the Aroclor 1260 base in order to make comparison with Pearce *et al.* (1979); the concentrations reported for Sweden are not given.
# Means and intervals recalculated from raw data (Pearce, pers. comm.).

Cahiers de biologie

Service canadien de la faune

Ces cahiers renferment des données préliminaires et des conclusions provisoires de nature à intéresser les biologistes d'autres organismes.

Also available in English

N° 129, avril 1982

Population, succès de la reproduction et analyse des contaminants chez le Gode (*Alca torda*) dans l'estuaire et le golfe Saint-Laurent (Québec)

par Gilles Chapdelaine[1] et Pierre Laporte[1]

Introduction

Le programme d'inventaire des oiseaux marins dans les refuges de la Côte Nord du golfe Saint-Laurent a permis de suivre la fluctuation des populations de plusieurs espèces depuis 1925 jusqu'à 1977 (Chapdelaine, 1980). Les Alcidés et les Laridés sont les principales familles recensées et elles représentent respectivement 56 % et 37 % des effectifs totaux. Parmi les Alcidés, le Gode (*Alca torda*) et le Macareux moine (*Fratercula arctica*) ont particulièrement diminué depuis 1965. Pour le présent travail, le Gode a retenu notre attention à cause de son importance dans l'estuaire et le golfe Saint-Laurent. Bédard (1969) estimait la population du Gode du Canada à 42 200 individus et 50 % de ce nombre se retrouvaient dans l'estuaire et le golfe. Plus récemment, Nettleship (1977) estimait cette population à 38 130 individus. En tenant compte de cette révision et des données les plus récentes (tableau 1), la population de l'estuaire et du golfe ne représenterait plus que 18 % des effectifs de l'Atlantique Ouest.

Le but du présent travail est de mettre à jour les informations relatives à la distribution et l'abondance du Gode dans l'estuaire et le golfe Saint-Laurent, présenter un certain nombre de paramètres biologiques sur la reproduction et la présence de contaminants dans les œufs. Cette approche permettra d'orienter des études plus spécifiques qui pourraient conduire à l'identification des causes du déclin de la population du Gode dans le golfe Saint-Laurent.

Méthodes

Distribution et abondance

Depuis la parution de l'Atlas des oiseaux de mer de l'est du Canada (Brown *et al.*, 1975), huit colonies se sont ajoutées à la liste et 15 colonies sur 17 ont été inventoriées (figure 1, tableau 1). Les méthodes d'inventaire ont varié en fonction du type d'habitat et du temps disponible pour réaliser les dénombrements. Les différentes techniques d'inventaire utilisées sont les suivantes : (1) dénombrements systématiques des œufs ou des nids (c'est la méthode la plus précise); (2) sélection des colonies dites « contrôlées » où le nombre de nids (Np) et le nombre d'adultes (Ni) sont déterminés (le facteur K = Np/Ni permet d'estimer le nombre de couples au sein des colonies où on observe seulement le nombre d'adultes présents; c'est la méthode des facteurs de conversion); (3) dénombrement des individus (c'est la méthode la moins précise). À cause de la variabilité dans l'application des techniques d'inventaire, de l'efficacité relative de ces techniques (Lloyd, 1975; Nettleship, 1976; Cairns, 1979) et des différentes personnes responsables des recensements, l'inventaire de la population du Gode de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent doit être considérée comme approximative plutôt qu'absolue.

Biologie de la reproduction

Durant la saison de reproduction 1978, nous avons estimé le succès d'éclosion et d'envol, ainsi que la production nette du Gode dans le golfe, c'est-à-dire dans les îles Sainte-Marie (50°19′ N, 59°30′O) et les îles aux Perroquets (*Boat Islands*) (50°17′N, 59°43′O). Pour ce faire, nous avons sélectionné 80 nids aux îles Sainte-Marie et 27 aux îles Perroquets. Pour des raisons de logistique, nous n'avons pu mesurer que le succès d'éclosion de 48 nids dans les colonies de l'estuaire, c'est-à-dire dans les îles Pèlerins (47°43′N, 69°45′O). Chaque nid était identifié par un nombre inscrit sur les parois rocheuses adjacentes. Les nids situés dans les îles de la Basse Côte Nord ont fait l'objet de trois inspections durant la saison de la reproduction, soit le 16 juin et les 13 et 24 juillet. Dans l'estuaire, la saison de reproduction étant en avance de presque 15 jours par rapport à la Côte Nord, nous avons effectué les visites les 29 mai, 12 juin et 10 juillet. À chaque visite, nous avons défini le statut du nid, c'est-à-dire l'absence ou la présence d'un œuf ou d'un poussin.

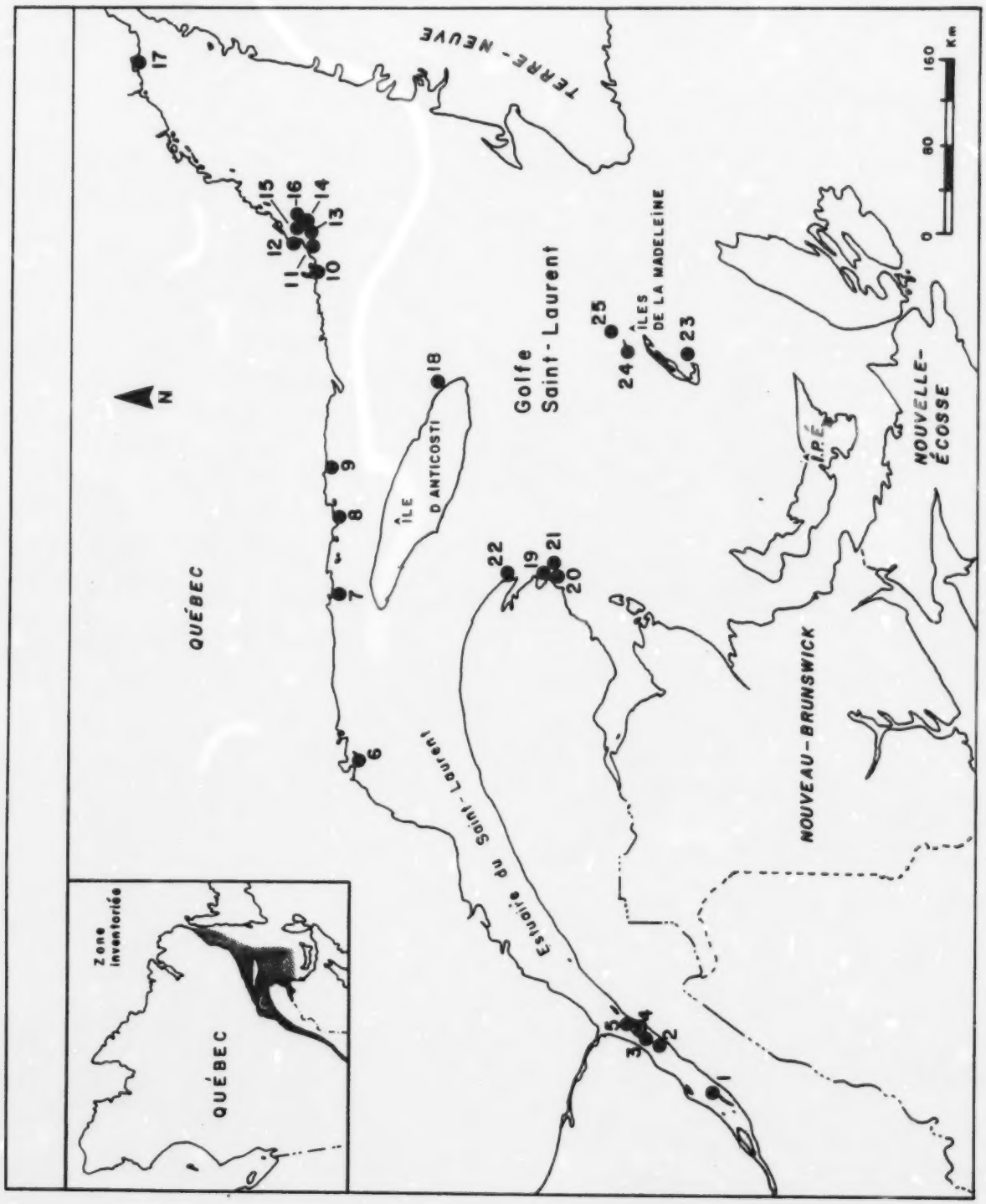
Le succès d'éclosion est calculé en établissant le rapport entre le nombre de nids contenant un poussin et le nombre de nids qui avaient reçu un œuf. Il s'agit d'une estimation minimale, car, si lors de la troisième visite, le nid contenait encore un œuf, il était considéré comme non éclos, bien qu'il soit possible que l'éclosion ait eu lieu ultérieurement. Sur une période d'observations de deux ans, Bédard (1969) rapporte le 30 juillet et le 9 août comme dates extrêmes d'éclosion et une période d'incubation variant de 36 à 39 jours. Il s'est écoulé 38 jours entre notre première et notre troisième visite. En outre, les œufs disparus entre la deuxième et la troisième visite sont considérés comme non éclos. Or, il est possible que ces œufs aient éclos et que les poussins aient été victimes de prédation. Ces remarques nous amènent donc à considérer le succès d'éclosion présenté ici comme un minimum.

Nous avons estimé le succès d'envol en établissant le rapport entre le nombre de nids contenant un poussin âgé de 12 jours et plus à la troisième visite, et le nombre de nids contenant un poussin à la deuxième visite. Le complément de cette valeur, soit le taux de mortalité, est appliqué aux poussins de moins de 12 jours observés à la troisième visite. Cette mortalité doit être considérée comme étant une valeur maximale ou probablement surestimée, car il se peut que les poussins présumés morts ou victimes de prédation aient plutôt

[1]SCF, région du Québec

Environment Canada Environnement Canada

Figure 1
Distribution des colonies de Godes (*Alca torda*) dans l'estuaire et le golfe Saint-Laurent.



pris la mer entre la deuxième et la troisième visite, considérant que l'œuf avait été pondu avant le 16 juin. Bédard (1969) situe entre le 27 mai et le 30 juin la période de ponte, et c'est vers l'âge de 18 jours que les jeunes prennent la mer.

Quant à la productivité nette, nous l'avons évaluée en faisant le rapport entre le nombre de poussins à l'envol et le nombre de nids ayant reçu un œuf. Nous considérons que l'estimation des différents paramètres sur la reproduction présentés ici sont très conservateurs.

Analyse des contaminants

Nous avons recueilli des œufs frais et des œufs couvis aux îles Pèlerins le 29 mai. Dans l'archipel des îles Sainte-Marie, nous avons récolté les œufs frais le 8 juin et les œufs couvis le 24 juillet. Les œufs couvis se définissent comme ceux ayant séjourné sur place au-delà de 40 jours et dont le contenu était pourri. L'Ontario Research Foundation a réalisé les analyses des résidus des composés organochlorés (Reynolds et Cooper, 1975).

Résultats

Distribution, abondance et fluctuation des populations

La figure 1 et le tableau 1 résument la distribution et l'abondance du Gode dans le système du Saint-Laurent. Nous retrouvons 20 % des colonies dans la partie estuarienne et 80 % dans le golfe. La population totale est estimée à 6 740 individus. Brown *et al.* (1975) l'évaluent à 7 826 individus. Toutefois, cette révision n'est pas complète puisqu'il manquait six colonies encore actives totalisant 1 860 individus, ce qui porterait l'estimation de 1975 à 9 686 individus. Dans une révision plus exhaustive, Bédard (1969) établissait la même population à 20 800 individus. En comparant notre estimation à celle de Bédard, il se serait produit une diminution de l'ordre de 67 %. Il faut cependant être prudent quant à l'interprétation d'une diminution de cet ordre à cause de l'imprécision des techniques d'inventaire des Alcidés (Lloyd, 1975; Cramp *et al.*, 1974; Cairns, 1979) et le fait que toutes les colonies n'aient pas été inventoriées la même année.

La plus grande concentration de Gode se retrouve sur la Basse Côte Nord du golfe Saint-Laurent. C'est aussi de cette région que proviennent les meilleures données sur la fluctuation des populations d'oiseaux de mer. La figure 2 montre la fluctuation du Gode dans trois refuges de la Basse Côte Nord.

Nous remarquons que la diminution s'est d'abord manifestée aux îles Sainte-Marie (1960-1965) et par la suite dans les refuges de Betchouane et de la baie des Loups (1965-1972). Depuis l'avènement de ces baisses, les populations ont continué à péricliter. Ailleurs dans le golfe et l'estuaire, nous ne pouvons pas appuyer de la même façon la fluctuation des populations sur des documents à cause de l'absence de programme d'inventaire sur une période de plusieurs années.

Biologie de la reproduction

Les mesures de productivité du Gode dans les colonies d'échantillon des îles Sainte-Marie, des îles aux Perroquets et des îles Pèlerins apparaissent au tableau 2. Étant donné qu'aucune différence significative n'est apparue entre le succès d'éclosion et d'envol, et les productivités nettes des deux îles de la Basse Côte Nord, nous avons regroupé les données pour ces deux emplacements. Nous estimons le succès d'éclosion à 70 %, le succès d'envol à 87 % et la productivité nette à 61 %. Quant aux colonies de l'estuaire du Saint-Laurent, nous estimons le succès d'éclosion à 69 %. Nous n'avons pas mesuré le succès d'envol et la productivité nette à cause d'un mauvais synchronisme de la troisième visite par rapport à la phénologie de la reproduction du Gode dans l'estuaire. Ces paramètres sont comparés à ceux obtenus dans divers endroits de l'aire de distribution du Gode dans la zone subarctique de l'Atlantique Nord (tableau 3). Dans tous les cas, la mortalité est plus élevée au niveau de l'œuf qu'à celui du poussin.

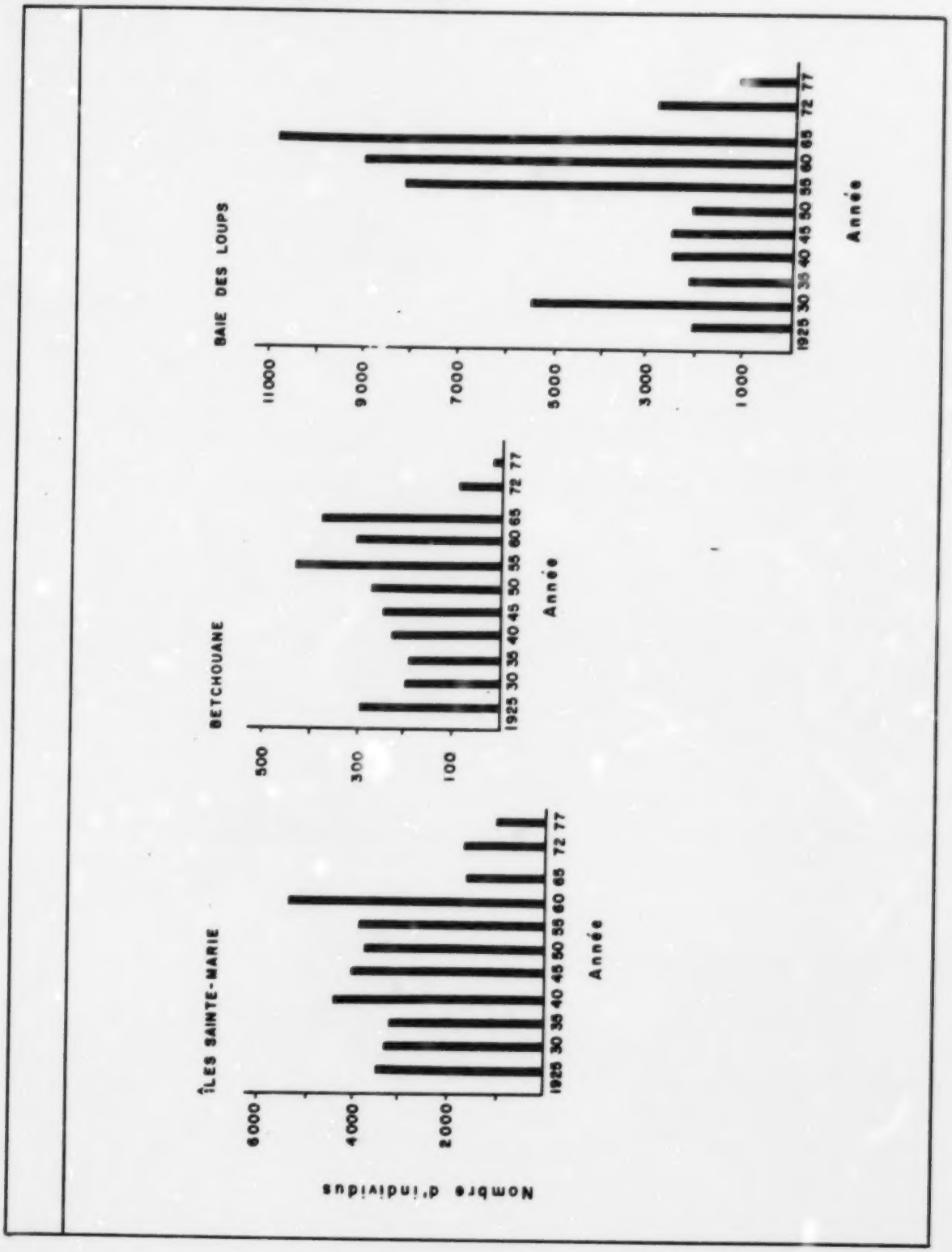
Les résultats d'analyse des concentrations organochlorées des œufs apparaissent au tableau 4. Dans le cas des œufs provenant de l'archipel des îles Sainte-Marie, aucune différence significative dans les concentrations n'apparaît entre les œufs frais et les œufs couvis (test de Wilcoxon $p > 0,05$). Dans l'estuaire, la faible taille de l'échantillon et l'état des œufs couvis empêchent toutes comparaisons; ces œufs couvis provenaient probablement de la saison de reproduction précédente (1977) contrairement à ceux recueillis dans le golfe.

En se basant sur les résidus trouvés dans les œufs frais, il semble que les concentrations en ΣDDT, α-chlordane, oxychlordane et PCB seraient supérieures dans l'estuaire (test de Wilcoxon $\leq 0,05$). D'autre part, il n'y a aucune différence significative entre les mesures de 1978 et celles de 1972 rapportées par Pearce *et al.*, 1979 (text de Wilcoxon $p > 0,05$; tableau 5). Les concentrations de ΣDDT et PCB trouvées dans les œufs au Québec sont très inférieures à celles de la mer Baltique en Suède (Andersson *et al.*, 1974). De plus, le rapport PCB/ΣDDT se situe près de l'unité en Suède alors qu'il est près de 4,8 au Canada. L'épaisseur de la coquille à la ceinture des œufs frais et des œufs couvis est de 0,477 mm ($n = 19$, $S\bar{x} = 0,006$) aux îles Sainte-Marie et de 0,473 mm ($n = 6$, $S\bar{x} = 0,016$) aux îles Pèlerins. À l'instar d'Andersson *et al.*, 1974, et Pearce *et al.*, 1979, nous n'avons pu démontrer de corrélation existante entre l'épaisseur de la coquille et la concentration de résidus de ΣDDT ou DDE (ΣDDT : $r = 0,04$; DDE : $r = 0,25$, $n = 16$, $p > 0,05$).

Discussion

Chapdelaine, 1980, invoquait trois causes possibles de la diminution des populations du Gode de la Basse Côte Nord, soit (1) braconnage et pertubations humaines, (2) pollution des eaux dans les aires d'hivernage par le pétrole, (3) présence de produits chimiques

Figure 2
Fluctuation du nombre de Godes dans trois colonies représentatives de la Côte Nord du golfe Saint-Laurent.



toxiques (PCB, ΣDDT) en quantité appréciable dans les œufs du Gode pouvant affecter leur productivité. Sans pouvoir déterminer dans quelle proportion chacun de ces facteurs joue un rôle déterminant dans la diminution du Gode, les résultats d'analyse des contaminants nous amènent à écarter l'hypothèse de l'impact des produits chimiques (PCB, ΣDDT) sur la productivité nette.

L'insuccès des œufs aux îles Sainte-Marie ne proviendrait pas de la teneur en résidus organochlorés. De plus, l'amincissement de la coquille lié à la teneur en DDE, souvent associé à une baisse de productivité, ne se manifeste pas chez le Gode. Les concentrations plus faibles trouvées dans le golfe ne pourraient être que le reflet d'une « dilution globale » des concentrations dans l'écosystème marin. Cette différence n'entrerait pas dans le succès d'éclosion des œufs puisqu'aucune différence entre le golfe et l'estuaire n'apparaît pour ce paramètre. Même si la quantité de PCB et DDT (tableau 4) paraît élevée dans les œufs frais de la Côte Nord, les mesures de succès d'éclosion et d'envol, et de productivité nette sont comparables, et même plus élevées que celles observées en Europe (tableau 3), en particulier en Suède où les concentrations en résidus organochlorés sont largement supérieures.

Il n'existe pas d'information sur la mortalité annuelle des jeunes (≤ à 5 ans) et des adultes (> 5 ans). Pour les populations de la Basse Côte Nord du Saint-Laurent, ces données de base pourraient nous permettre de vérifier si le recrutement des jeunes est suffisant pour compenser la mortalité annuelle des adultes. Lloyd (1977) a déjà présenté une table de survie pour la population du Gode de Skokholm (Angleterre). L'auteur estime que 18 % des jeunes produits annuellement parviennent à l'âge de la reproduction (5 ans) et qu'entre 8 et 10 % des adultes meurent annuellement. Si nous appliquons ces paramètres à nos résultats sur la productivité nette, nous constatons que le recrutement ne serait pas suffisant pour maintenir la population des îles Sainte-Marie. En effet, seulement 11 jeunes par 100 couples (18 % de 61) parviendront à l'âge de reproduction, tandis que 16 à 20 adultes (8 à 10 % de 100 couples) mourront. L'application de ces mêmes paramètres à toutes les mesures de productivité du tableau 3 démontre qu'aucune colonie ne parviendrait à fournir un recrutement suffisant pour augmenter les populations. Toutefois, Lloyd (1977) reconnaît que les paramètres obtenus sur la mortalité adulte peuvent être faussés lorsqu'elle déclare : « *One of the main years for which adult survival was calculated was unusual in that the breeding season was late and there was some indication of higher than usual mortality among the adults before the breeding season* ». Malgré tout, une perte d'oiseaux en dehors des aires de nidification (routes migratoires, quartiers d'hivernage) n'a pas besoin d'être importante pour déclarer qu'une colonie diminue ou demeure stable.

Sur la Côte Nord, il faut considérer la possibilité que les chasseurs confondent les Godes avec la sauvagine. Parmi les saisies d'oiseaux braconnés sur la Côte Nord, les Alcidés (Marmettes, *sp.*, Godes, Guillemots noirs) sont nombreux. Toutefois l'absence de programme de baguage des Alcidés nous empêche de savoir si les oiseaux braconnés appartiennent aux colonies de la Basse Côte Nord du golfe Saint-Laurent ou à celles de la côte du Labrador.

CONCLUSION

Lloyd (1976) estimait la population mondiale du Gode à 208 000 couples. De ce nombre, seulement 10 % nichent en Amérique du Nord. C'est dans un contexte nord-américain que les colonies de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent jouent un rôle important. Les estimations indiquent que ces colonies représentaient en 1963 plus de 50 % des effectifs de l'Atlantique Ouest, alors qu'aujourd'hui elles ne représentent plus que 18 %. À cause de l'imprécision et de l'absence de normalisation des techniques d'inventaire, l'étendue de cette diminution n'est peut-être pas aussi importante qu'elle n'apparaît mais témoigne d'une diminution réelle. Que signifie cette récente diminution du Gode pour les années à venir ? L'espèce est-elle menacée de disparition sur la Côte Nord ? Pourra-t-elle revenir à ses effectifs d'antan ? Avec les maigres données biologiques que nous possédons sur nos populations de Gode, ce serait faire preuve de témérité que de répondre à ces questions.

Dans les prochaines années, il est souhaitable qu'on améliore les techniques et coordonne des inventaires concomitants des populations de Gode de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent. Le baguage des jeunes poussins et des adultes devrait être effectué pour mieux connaître les routes de migration et les quartiers d'hivernage. Nous pouvons aussi espérer obtenir des données à partir des *beached bird surveys* qui, en Amérique du Nord, ne sont pas aussi populaires qu'en Europe bien qu'un certain progrès dans ce domaine se manifeste sur le côte de la Nouvelle-Angleterre (Manomet Bird Observatory) et dans la région des Grands Lacs (l'Observatoire d'oiseaux de Long Point).

RÉFÉRENCES

Andersson, A., Odsjö, T. et Olsson, M., 1974, *Häckningsresultat hos tordmule i Stockholms Skärgård i relation till äggskalstjocklek och halter av DDT, PCB och kvicksilver i ägg, Statens Naturvårdsverk PM 483*, 30 p. (Succès d'éclosion du Gode dans l'archipel de Stockholm par rapport à l'épaisseur des coquilles et des niveaux de DDT, de PCB et de mercure dans les œufs.)

Bagg, A.M. et Emery, R.P., 1961, *Regional reports*, Northeastern Maritime Region, Audubon Field Notes 15(5) : 451.

Bédard, J., 1969, *Histoire naturelle du Gode (Alca torda L.) dans le golfe Saint-Laurent, province de Québec, Canada*, Étude du Service canadien de la faune, n° 7, 79 p.

Braund, F.W. et McCullagh, E.P., 1940, *The birds of Anticosti Island, Quebec*, Wilson Bulletin 52(2) : 96-123.

Brown, R.G.B., Nettleship, D.N., Germain, P., Tull, C.E. et Davis, T., 1975, *Atlas des oiseaux de mer de l'est du Canada*, Service canadien de la faune, Ottawa, 220 p.

Brun, E., 1958, *Notes on the Fledging Period of the Razorbill*, Stockholm Birds Obs., Report 1958 : 23-26.

Cairns, D., 1979, *Censusing hole-nesting auks by visual counts*, Bird-Banding 50(4) : 358-364.

Chapdelaine, G., 1980, *Onzième inventaire et analyse des populations d'oiseaux marins dans les refuges de la Côte Nord du golfe Saint-Laurent*, Canadian Field-Naturalist 94(1) : 34-42.

Cramp, S., Bourne, W.R.P. et Saunders, D, 1974, *The Seabirds of Britain and Ireland*, Londres.

Lloyd, C., 1975, *Timing and frequency of census counts of cliff-nesting auks*, British Birds 68 : 507-513.

Lloyd, C.S., 1976, *An estimate of the world breeding population of the Razorbill*, British Birds 69 : 298-304.

Lloyd, C.S., 1977, *Survival and age at first breeding in the Razorbill (Alca torda)*, Bird-Banding 48(3) : 239-252.

Lloyd, C.S., 1979, *Factors affecting breeding of Razorbills (Alca torda) on Skokholm*, Ibis 121 : 165-176.

Nettleship, D.N., 1976, *Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada*, Publ. hors-série du Service canadien de la faune n° 25, 31 p.

Nettleship, D.N., 1977, *Seabird resources of eastern Canada: status, problems and prospects. Proceedings of the symposium of Canada's threatened species and habitats*, Ottawa, 1976, rédigé par T. Mosquin and C. Suchal, Canadian Nature Federation Special Publication Number 6 : 96-108.

Paludan, K., 1947, *Alken*, Copenhagen, Munksgaard.

Pearce, P.A., Peakall, D.B. et Reynolds, L.M., 1979, *Shell thinning and residues of organochlorines and mercury in seabird eggs, Eastern Canada, 1970-76*, Pesticides Monitoring Journal, 13(2) : 61-68.

Plumb, W.J., 1965, *Observations of the breeding biology of the Razorbill*, British Birds, 58 : 449-456.

Reynolds, L.M. et Cooper, T., *Analysis of Organochlorine Residues in Fish, Water Quality Parameters*, ASTM STP 573, American Society for Testing and Materials, 1975, p. 196-205.

Tableau 1
Distribution et abondance du Gode (*Alca torda*) dans l'estuaire et le golfe Saint-Laurent

Localisation de la colonie[1]	Position	Année du dénombrement	Nombre de couples[c] ou d'individus[i]	Méthode d'inventaire[2]	Source et observateurs[3]
ESTUAIRE					
Îlot du Pilier Nord (1)	47°12′N, 70°21′O	1979	3c	DSO	JD, RA, 1979 (SCF)
Grande Île (Kamouraska) (2)	47°37′N, 69°52′O	1979	1c	DSO	MC, 1974 (SCF)
Île Long Pèlerin (3)	47°43′N, 69°45′O	1978	321c	FC, DSO	GC, GT, PL, ML, 1978 (SCF)
Île Gros Pèlerin (4)	47°45′N, 69°42′O	1978	107c	FC, DSO	GC, GT, PL, ML, 1978 (SCF)
Îles du Pot-à-l'eau-de-vie (5)	47°52′N, 69°41′O	1976	57c	DSO	DC, 1977
GOLFE					
Île Corossol (6)	50°05′N, 66°23′O	1977	40c	FC, DSO	Chapdelaine, 1980 (SCF)
Île de la Maison (7)	50°12′N, 64°12′O	1978	1c	DSO	GC, AB, GT, 1978, 1981
Île du Sanctuaire (Betchouane) (8)	50°12′N, 63°13′O	1978	3c	DSO	GC, AB, GT, 1978, 1981
Refuge de Watshishu (9)	50°16′N, 62°38′O	1977	4c	DSO, DI	Chapdelaine, 1980 (SCF)
Baie des Loups (10)	50°10′N, 60°17′O	1977	595c	DSO, FC	Chapdelaine, 1980 (SCF)
Île Ouapitagone (11)		1977	5i	DI	GC, GT, PD, 1977 (SCF)
Îles Innommées (12)		1976	1 200i	DI	GC, JR, 1976 (SCF)
Îles Mariannes (13)		1976	44c	FC, DSO	GC, JR, 1977 (SCF)
Îles aux Perroquets (Boat Islands) (14)	50°17′N, 59°43′O	1977	268c	DSO	DC, 1977
Îles Galibois (15)	50°17′N, 59°47′O	1977	4c	DSO, FC	GC, JR, 1977 (SCF)
Îles Sainte-marie (16)	50°19′N, 59°39′O	1977	596c	DSO	GC, JR, 1977, 1980 (SCF)
Île aux Perroquets (17)	51°26′N, 57°15′O	1977	226c	FC	Chapdelaine, 1980 (SCF)
Île d'Anticosti (18)	49°20′N, 61°40′O	1940	+	?	Braund et McCullagh, 1940
Les Trois Sœurs (19)	48°32′N, 64°13′O	1979	2i	DI	GC, GT, 1979 (SCF)
Rocher Percé (20)	48°30′N, 64°12′O	1979	3i	DI	GC, GT, 1979 (SCF)
Île Bonaventure (21)	48°29′N, 64°07′O	1979	307c	DSO, FC	GC, GT, AB, 1979 (SCF)
Forillon (cap Bon Ami) (22)	48°57′N, 64°12′O	1979	14i	DI	GC, GT, 1979 (SCF)
Île d'Entrée (23)		1977	15i	DI	JB, 1977 (CREM)
Île Brion (24)	47°48′N, 61°29′O	1977	54i	DI	JB, 1977 (CREM)
Rocher aux Oiseaux (25)	47°51′N, 61°12′O	1961	300i	DI	Bagg, A.M. et Emery, R.P., 1961

[1] Les chiffres entre parenthèses correspondent aux aires de nidification identifiées sur la carte de distribution (figure 1)

[2] DSO = Dénombrement systématique des œufs ou des nids
DI = Dénombrement des individus
FC = Facteur de conversion (voir Nettleship, 1976, p. 19-20)

[3] RA : Rhéal Angers; AB : André Bourget, JB : Jean Burton; DC : David Cairns; GC : Gilles Chapdelaine; MC : Michel Cantin; JD : Jean Deshaies; PD : Pierre Dupuis; PL : Pierre Laporte; ML : Mario Laverdière; JR : Jacques Rosa; GT : Germain Tremblay.
Organismes concernés : Service canadien de la faune (SCF); Centre de recherche écologique de Montréal (CREM).

Tableau 2
Comparaison du succès d'éclosion, d'envol et de productivité nette du Gode (*Alca torda*) dans les îles Sainte-Marie, aux Perroquets et Pèlerins, 1978.

Colonies	œufs pondus	Succès d'éclosion		Succès d'envol		Productivité nette	
Îles Sainte-Marie	53	(1) 68 %	(36)[4]	(2) 92 %	(33)	(3) 62 %	(33)
Îles aux Perroquets	27	74 %	(20)	100 %	(20)	74 %	(20)
TOTAL	80	70 %	(56)	87 %	(49)[5]	61 %	(49)
Îles Pèlerins	48	69 %	(33)	—		—	

[1] $P > 0{,}50$ $\chi^2 = 0{,}32$ dl = 1
[2] $P > 0{,}25$ $\chi^2 = 0{,}65$ dl = 1
[3] $P > 0{,}25$ $\chi^2 = 1{,}12$ dl = 1
[4] Le chiffre entre parentheses indique le nombre de poussins
[5] Valeur corrigée selon une estimation de 13 % de mortalite des poussins au nid.

Tableau 3
Productivité du Gode (*Alca torda*) mesurée par différents auteurs dans diverses parties de son aire de distribution

Region	Années d'étude	Nombre d'œufs	Succès d'éclosion %	Succès d'envol %	Productivité nette %	Source
Canada	1962, 1963	96	76	88	67	Bédard (1969)
Canada	1978	80	70	87	61	Dans la présente étude
Angleterre	1958	31	65	95	61	Brun (1958)
Angleterre	1964	86	69	78	53	Plumb (1965)
Angleterre	1971, 1972 1973	735	71	94	67	Lloyd (1979)
Danemark	1946	15	53	87	46	Paludan (1947)
Suède	1971, 1972	446	77	82	63	Andersson *et al.* (1974)

Tableau 4
Concentration en résidus organochlorés dans les œufs du Gode (*Alca torda*) récoltés aux îles Pèlerins et aux îles Sainte-Marie, 1978. Concentration exprimée en ppm sur la base du poids frais (médiane, écarts entre parenthèses).

Localité et date de récolte	N	% lipides	% H_2O	ΣDDT[1]	Dieldrine	Heptachlore Epoxyde	α-Chlordane	Oxy-chlordane	Hexachloro-benzène	PCB (Aroclor 1260)
ESTUAIRE Archipel des îles Pèlerins										
— œufs frais (29 mai)	3	8,7 (8,3-9,8)	72,5 (72,2-73,8)	3,49 (3,05-3,55)	0,23 (0,16-0,25)	0,08 (0,07-0,09)	0,38 (0,33-0,52)	0,15 (0,14-0,16)	0,19 (0,19-0,24)	24,7 (23,2-28,3)
— œufs couvis (29 mai)	3	10,6 (7,9-10,6)	48,2 (36,2-56,0)	9,45 (8,28-47,15)	0,47 (0,40-0,94)	0,21 (0,15-0,27)	0,60 (0,46-1,18)	0,41 (0,37-0,69)	0,64 (0,54-0,73)	75,4 (63,1-132,0)
GOLFE Archipel des îles Sainte-Marie										
— œufs frais (16 juin)	5	11,2 10,7-11,5)	71,3 (64,0-73,5)	1,95 (1,80-2,34)	0,19 (0,10-0,21)	0,07 (0,05-0,08)	0,14 (0,12-0,20)	0,10 (0,08-0,14)	0,20 (0,16-0,23)	10,9 (7,70-11,9)
— œufs couvis (24 juillet)	5	12,8 (11,5-14,1)	68,0 (62,5-69,5)	3,27 (1,74-6,82)	0,17 (0,14-0,22)	0,08 (0,07-0,10)	0,23 (0,08-0,27)	0,12 (0,09-0,18)	0,22 (0,19-0,31)	16,6 (8,4-26,1)

[1] DDE + p,p'DDT + p,p'DDD

Tableau 5
Résidus de composés organochlorés dans les œufs de Gode (*Alca torda*) exprimés en partie par million (ppm) sur la base du poids frais.

Localité	Année	Taille de l'échan.	% Lipides[b]	% H_2O[b]	ΣDDT DDE + p,p'DDT + p,p'DDD	Dieldrine	PCB[d]	Références
CANADA								
ESTUAIRE								
— Iles Pèlerins	1978	3	8,9 (± 1,9)	72,8 (± 2,1)	3,36 (2,73-4,13)[c]	0,21 (0,12-0,38)[c]	25,3 (19,7-32,6)[c]	Dans la présente étude
GOLFE								
— Ile Corossol[e]	1972	5	14,4 (± 1,5)	71,4 (± 0,9)	4,55 (1,88-11,03)[c]	0,15 (0,06-0,38)[c]	21,7 (13,0-36,0)[c]	Pearce, P.A. *et al.* 1979
— Ile Brion[e]	1973	3	12,5 (± 4,8)	72,0 (± 5,4)	2,69 (1,72-4,20)[c]	0,12 (0,07-0,21)[c]	8,37 (4,77-14,7)[c]	Pearce, P.A. *et al.* 1979
— Iles Sainte-Marie[e]	1972	5	17,2 (± 2,7)	72,4 (± 1,1)	2,69 (1,81-3,99)[c]	0,10 (0,07-0,16)[c]	9,34 (6,30-13,9)[c]	Pearce, P.A. *et al.* 1979
— Iles Sainte-Marie	1978	5	11,2 (± 0,4)	70,2 (± 4,5)	2,01 (1,74-2,31)[c]	0,16 (0,11-0,23)[c]	10,3 (8,31-12,7)[c]	Dans la présente étude
SUÈDE								
— Stora Karlsö	1970	3	13,7[a]	—	96	—	98	Andersson, A. *et al.* 1974
— Stockholm	1970	5	12,0[a]	—	71	—	70	Andersson, A. *et al.* 1974
— Stockholm	1971	10	10,0[a]	—	160	—	120	Andersson, A. *et al.* 1974
— Stockholm	1972	10	13,2[a]	—	94	—	83	Andersson, A. *et al.* 1974

[a] Pourcentage calculé à partir du rapport des résidus en ΣDDT exprimés sur la base du poids frais et en poids de lipides
[b] Moyenne arithmétique (intervalle de confiance à 95 %)
[c] Moyenne géométrique (intervalle de confiance à 95 %)
[d] Les concentrations de PCB sont rapportées selon la base d'Aroclor 1260 afin de faciliter la comparaison avec celles de Pearce, P.A. *et al.* (1979); celles rapportées pour la Suède ne sont pas spécifiées
[e] Moyennes et intervalles recalculées à partir des données brutes (Pearce, communication personnelle)

POOR

QUALITY

ORIGINAL